

TELMA	Band 37	Seite 85 - 116	19 Tab.	Hannover, November 2007
-------	---------	----------------	---------	-------------------------

Freisetzung von Treibhausgasen aus deutschen Mooren

Emission of greenhouse gases from German peatlands

HEINRICH HÖPER

Zusammenfassung

Im vorliegenden Beitrag werden, nach der Definition wesentlicher Begriffe, die Ergebnisse einer Vielzahl von Untersuchungen zur Emission der Treibhausgase Kohlendioxid, Methan und Lachgas aus Hoch- und Niedermooren des gemäßigten Klimaraums zusammengetragen. Für die in Deutschland relevanten Nutzungen der Land- und Forstwirtschaft und des industriellen Torfabbaus sowie für naturnahe Flächen werden Emissionsfaktoren ermittelt. Außerdem werden Daten zur flächenhaften Moorverbreitung in den Bundesländern herangezogen und die Aufteilung auf die verschiedenen Nutzungen und auf naturnahe Flächen geschätzt. Anhand der Emissionsfaktoren und der nutzungsdifferenzierten Hoch- und Niedermoorflächen werden die Gesamtemissionen aus deutschen Mooren ermittelt.

Insgesamt werden bundesweit ca. 7,8 Mio. t CO₂-C-Äquivalente pro Jahr aus Mooren und aus der Torfnutzung freigesetzt. Das entspricht 2,8 % der Gesamtemissionen Deutschlands nach dem nationalen Treibhausinventarbericht von 2006. Etwa 80 % der moor- und torfbürtigen Emissionen stammen aus Niedermooren. Nach Nutzung differenziert ergibt sich, dass ca. 75 % der Emissionen auf die landwirtschaftliche und 10 % auf die forstwirtschaftliche Moornutzung zurückzuführen sind. Der industrielle Torfabbau mit gärtnerischer Torfnutzung schlägt mit 6,5 % zu Buche.

Summary

In the present contribution, after a definition of terms, a large number of data on the emission of carbon dioxide, methane and nitrous oxide from temperate bogs and fens is compiled. Emission factors are estimated for the most important peatland uses, for horticultural peat extraction and for natural mires. Furthermore, the peatland areas of the German states and their proportional land-use types are estimated. By multiplying the emission factors and the land-use specific peatland areas the greenhouse gas emissions of German bogs and fens are calculated.

In Germany 7,8 Mio. t CO₂-C-equivalents are emitted annually from peatlands and from horticultural peat extraction and use. This corresponds to 2,8 % of the total national greenhouse budget of 2006. About 80 % of peat and peatland emissions come from fens. Differentiated by land-use, it is estimated that 75 % of the greenhouse gas emissions are attributed to agricultural use and 10 % to forestry. Peat excavation and horticultural use cause 6,5 % of peat and peatland emissions.

1. Einleitung

Die Freisetzung von Treibhausgasen aus Mooren wird in letzter Zeit verstärkt diskutiert. Im Nationalen Inventarbericht zum deutschen Treibhausgasinventar 1990-2004 (UBA 2006) wird für den Sektor „Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft“ die CO₂-Freisetzung und für den Sektor „Landwirtschaft“ die Distickstoffoxid-Emission aus landwirtschaftlich genutzten organischen Böden, differenziert nach Acker- oder Grünland, in Rechnung gestellt. Bei der Diskussion um den Nutzen von Vernässungs- und Renaturierungsmaßnahmen wird häufig die Klimawirksamkeit der Maßnahmen angesprochen, wobei Unsicherheit besteht, ob nach Vernässung die Verringerung der Torfmineralisation oder die Erhöhung der Methanfreisetzung stärker ins Gewicht fällt. In Finnland und Schweden wird für die klimatische Bewertung der Brenntorfnutzung ein Life-Cycle Assessment durchgeführt (KIRKINEN et al. 2007). Hierbei werden die Treibhausgasemissionen von Brenntorf mit denen anderer Nutzungen, z. B. Entwässerung und landwirtschaftliche Moornutzung, verglichen. Auch werden Szenarien zur Folgenutzung nach Abtorfung gerechnet, wie z.B. eine Wiedervernässung, die Gasemissionen über einen längeren Zeitraum (z.B. 100 Jahre) geschätzt und mit Referenzsituationen verglichen.

Grundsätzlich werden Daten zur Gasfreisetzung unterschiedlich genutzter Moore benötigt. Europaweit wurden die Treibhausgasemissionen im Rahmen des CarboEurope Clusters durch die Arbeitsgruppe „CarboEurope-GHG“ im Rahmen eines Workshops in Lund, 2003, zusammengestellt (BYRNE et al. 2004). Zurzeit erarbeitet die Arbeitsgruppe „Climate Change“ der International Peat Society (IPS) eine ausführliche Zusammenstellung von Informationen und Daten zur Klimarelevanz der Moore und der Moor- und Torfnutzung. Die skandinavischen Länder, v.a. Finnland, haben umfangreiche nationale Untersuchungsprogramme angelegt, die vor dem Abschluss stehen. Für Niedersachsen wurden 2000 erstmals moortyp- und nutzungsabhängige Emissionsfaktoren abgeleitet und die Klimagasemissionen aus Mooren einschließlich der Torfnutzung ermittelt (HÖPER & BLANKENBURG 2000).

Im vorliegenden Beitrag werden für die Moore der gemäßigten Breiten Emissionsfaktoren für die Treibhausgase CO₂, CH₄ und N₂O abgeleitet. Emissionen borealer Moore werden beispielhaft zum Vergleich und zur Validierung der Werte herangezogen. Nach vorheriger Definition einiger wichtiger Begriffe wird eine aktualisierte Berechnung der Treibhausgasemission deutscher Moore vorgenommen. Durch die Zusammenstellung soll die Diskussion um die Klimawirksamkeit landwirtschaftlich genutzter Moore, des Torfabbaus sowie von Wiedervernässungsmaßnahmen versachlicht werden. Die Tabellen 5 bis 19 werden in einem Tabellenanhang dokumentiert.

2. Begriffe

Im Folgenden werden die im Text verwendeten wichtigen Begriffe definiert.

Autotrophe Respiration: Kohlendioxidfreisetzung aus ober- und unterirdischen Pflanzenteilen (R_a)

Bruttoprimärproduktion: Kohlendioxidbindung in Pflanzenteilen durch Photosynthese (engl.: *gross primary production*, GPP)

DOC: In der Bodenlösung gelöster Kohlenstoff, wird über Grund- und Oberflächengewässer aus Mooren ausgetragen (engl.: *dissolved organic carbon*)

Emissionsfaktor: Typische jährliche Rate des Gasaustauschs zwischen Moorboden und Atmosphäre, differenziert nach Moortyp und -management, wird hier in der Regel als Median der Einzelbeobachtungen oder als Schätzwert angegeben

Fließrichtung (Vorzeichen): In der Klimadiskussion werden Flüsse in der Regel bezogen auf das Kompartiment „Atmosphäre“ betrachtet, d.h. Flüsse vom Boden in die Atmosphäre sind positiv und Flüsse von der Atmosphäre in den Boden bzw. in den Torf sind negativ

Globales Erwärmungspotenzial: Zusammenfassung der Emissionsfaktoren einzelner klimawirksamer Gase (hier: CO_2 , CH_4 und N_2O) unter Gewichtung mit dem Treibhauspotenzialkoeffizienten zu einer Gesamtbilanz (engl.: *global warming potential*, GWP). GWP500: Globales Erwärmungspotenzial bei einem betrachteten Zeithorizont von 500 Jahren.

Heterotrophe Respiration: mikrobielle Veratmung des in den Torfen gebundenen Kohlenstoffs (Torfmineralisation) zu Kohlendioxid (R_h)

Höhenverlust: Abnahme der Geländehöhe nach Entwässerung von Mooren; ist in den ersten Jahren nach Entwässerung auf Sackung, später teilweise auf Schrumpfung und überwiegend auf Torfmineralisation zurückzuführen

Lachgasbildung: Bildung von Lachgas, überwiegend bei der anaerob ablaufenden Nitratreduktion (Denitrifikation), bei der Lachgas ein obligates Zwischenprodukt darstellt, aber auch bei der aeroben Ammoniumoxidation (Nitrifikation)

Lachgasflussrate (Distickstoffoxid): Rate der Freisetzung von Lachgas aus dem Boden in die Atmosphäre bzw. Rate der Aufnahme von Lachgas aus der Atmosphäre in den Boden

Lachgasreduktion: Reduktion von bodenbürtigem aber auch atmosphärischem Lachgas unter anaeroben Bedingungen zu Luftstickstoff

LORCA: siehe Torfakkumulation

Methanflussrate (F_{CH_4}): Rate der Freisetzung von Methan aus dem Boden in die Atmosphäre bzw. Rate der Aufnahme von Lachgas aus der Atmosphäre in den Boden; wird bestimmt durch die Prozess der Methanogenese und der Methanoxidation.

Methanogenese: Bildung von Methan unter strikt anaeroben Bedingungen

Methanoxidation: mikrobieller Abbau von Methan zu Kohlendioxid unter aeroben Bedingungen

Netto-Ökosystemaustausch (für Kohlendioxid): Bruttoprimärproduktion abzüglich autotrophe und heterotrophe Respiration (eng.: *net ecosystem exchange*, NEE).

Der über den NEE gewonnene Kohlenstoff steht für die Torfakkumulation (LORCA) zur Verfügung, ein Teil wird jedoch in Form von Methan oder DOC aus dem Ökosystem wieder abgegeben: $NEE = LORCA + FCH_4 + DOC$

Sackung: Abnahme der Geländehöhe nach Entwässerung von Mooren aufgrund des verringerten Auftriebs der Torfe

Schrumpfung: zunehmende Rohdichte von Torfen aufgrund von Austrocknung ohne Zunahme des Aschegehaltes, überwiegend irreversibel.

Torfakkumulation: Langzeitakkumulation von Torf, meist bestimmt über Altersdifferenz (Altersdatierung über ^{14}C) und Höhendifferenz charakteristischer Torflagen, in der internationale Literatur häufig $LORCA = \textit{long-term rate of carbon accumulation}$ (mittlere Rate der langfristigen Kohlenstoffakkumulation).

Torfmineralisation: Vollständiger mikrobieller Abbau der Torfe unter aeroben (luftführenden) Bedingungen, v.a. zu Kohlendioxid, Ammonium, Nitrat und Wasser.

Treibhauspotenzialkoeffizient: Relative Klimawirksamkeit von Gasen im Vergleich zu Kohlendioxid, hängt von der relativen Strahlungsabsorption und der Lebensdauer eines Gases ab (Tab. 1).

Tab. 1: Treibhauspotenzialkoeffizienten für Treibhausgase (IPCC 1996)
Global warming potentials of greenhouse gases (IPCC 1996)

Treibhausgas	Treibhauspotenzialkoeffizient [kg CO ₂ -C-Äquivalente]	
	100 Jahre (GWP100)	500 Jahre (GWP500)
CO ₂	1	1
Methan [kg CH ₄ -C]	7,6	2,4
Lachgas [kg N ₂ O-N]	133	73

3. Prozesse und Einflussgrößen

Der Treibhausgasaustausch von Moorböden ist Ergebnis einer Vielzahl von Prozessen mit z.T. konträr wirkenden Einflussgrößen. Derzeit liegt nur eine begrenzte Anzahl von Freilanduntersuchungen vor, so dass es statistisch kaum möglich ist, den Einfluss aller wichtigen Größen zu quantifizieren. Im Folgenden werden an Einflussgrößen lediglich der Klimaraum, boreal oder nemoral (gemäßigt), der Moortyp, das Wasserregime und die Landnutzung in einer groben Klassifikation betrachtet.

3.1 Torfakkumulation

Durch Pflanzenwachstum muss organisches Material gebildet werden, das unter Luftabschluss konserviert werden kann. Bei niedrigen Temperaturen wird das organische Material dann langsamer abgebaut. Lange Winter tragen zum Erhalt der Torfe bei. Die Torfakkumulation hängt also vom Klima ab. Im Folgenden wird grob zwischen der borealen und der nemoralen (gemäßigten) Klimazone unterschieden.

Von zentraler Bedeutung ist der Wasserüberschuss der Standorte, der bei Hochmooren klimatisch und bei Niedermooren topologisch bedingt sein kann. Nur ein hoher Wasserstand und der dadurch bedingte Sauerstoffausschluss können die Torfmineralisation hemmen und Torfakkumulation ermöglichen. Dies gilt vor allem für die warmen und damit umsetzungsaktiven Sommermonate, in denen aufgrund einer hohen Evapotranspiration hohe Wasserstände häufig nicht gehalten werden können.

Aufgrund der unterschiedlichen Entstehung und stark unterschiedlicher Nährstoffgehalte haben der Moortyp, Hoch- oder Niedermoor, generell aber auch die Trophiestufen einen starken Einfluss auf die Torfakkumulation. Dagegen scheint die Höhe über NN von untergeordneter Bedeutung zu sein. Gebirgsmoore weisen ähnliche Akkumulationsraten auf wie Flachlandmoore (ZUREK 1984a)

3.2 Netto-CO₂-Freisetzung

Sobald Moore entwässert werden, wird ein Teil des in den Torfen konservierten Kohlenstoffs durch die einsetzende Torfmineralisation zu Kohlendioxid abgebaut. Der Aschegehalt und die Lagerungsdichte der entwässerten Torfschichten nehmen zu.

Die CO₂-Freisetzung hängt vom Grundwasserstand ab, allerdings nicht in linearer Form (HÖPER 2002). So nimmt bereits bei geringer Entwässerung die CO₂-Freisetzung deutlich zu, eine maximale Torfmineralisation wird etwa bei sommerlichen Grundwasserständen von 60 bis 90 cm unter Flur erreicht. Bei noch tieferen Wasserständen wird die Torfmineralisation in den oberflächennahen Horizonten durch geringe Wassergehalte, aufgrund der geringen kapillaren Nachlieferung des Wassers, gehemmt.

Hinzu kommt, dass durch die Entwässerung die Wasserhalte- und Wasserleitfähigkeit der Torfe verringert und die Grundwasserstandsamplitude zwischen Sommer- und Wintermonaten erhöht wird. Besonders in den warmen und die biologische Aktivität fördernden Sommermonaten wird durch tiefe GW-Stände die Torfmineralisation beschleunigt.

Meso- bis eutrophe Niedermoortorfe werden wegen ihres engen C/N-Verhältnisses nach Entwässerung besonders stark mineralisiert. Die Bodenbearbeitung bei Ackernutzung führt zu einer Belüftung sowie zur besseren Einarbeitung von Düngemitteln und verstärkt die Torfmineralisation im Vergleich zur Grünlandnutzung.

Wie bei der Torfakkumulation spielt der Klimaraum auch bei der Torfmineralisation mit CO₂-Freisetzung eine wichtige Rolle. Die Torfmineralisation ist umso stärker, je länger die Vegetationsperiode bzw. je kürzer die Frostphasen sind. Auch erhöhen höhere Temperaturen in den Sommermonaten die Mineralisation, vorausgesetzt, die Torfschichten trocknen nicht zu stark aus.

3.3 Methanfluss

Ein Methanfluss kann sowohl vom Moor in die Atmosphäre als auch in umgekehrter Richtung stattfinden. Die Flussrichtung und die Flussrate ergeben sich aus der Differenz zwischen der Methanogenese in den unteren, anaeroben Torfschichten und der Methanoxidation in den oberflächennahen, aeroben Schichten.

Auf überstauten Flächen wird das in den Torfschichten gebildete Methan direkt an die Atmosphäre abgegeben. Hier ist die Methanfreisetzung am höchsten. Sie ist im Jahresgang mit der Temperatur eng korreliert, auch spielt der Anteil von Pflanzen mit Aerenchym (Schilf) eine Rolle bei der Entgasung, da über diesen „Schornsteineffekt“ die Methanoxidation im oberen aeroben Bodenbereich umgangen werden kann. Nach CLYMO (1984) ist theoretisch aus mächtigen Mooren eine höhere Methanfreisetzung zu erwarten, als aus gering mächtigen Mooren. Aus den vorhandenen Daten lässt sich dies allerdings nicht ableiten. Zum einen wurde gezeigt, dass die Hauptzone der Methanbildung nur einige Dezimeter unterhalb des Grundwassers liegt (MEYER 1999), zum anderen werden Unterschiede im Tiefenprofil der Moore durch Oberflächeneffekte, wie den Methanabbau nahe der Oberfläche, kompensiert.

In meso- und eutrophen Niedermooren tritt eine höhere Methanbildung auf als in oligotrophen Niedermooren und Hochmooren. Auf wiedervernässten, ehemals landwirtschaftlich genutzten Mooren ist die Methanbildung meist höher als auf naturnahen Standorten, da diese Standorte eine bessere Nährstoffversorgung aufweisen. Dadurch wird die Aktivität der methanogenen Mikroorganismen und die Methanbildung gefördert. Die Phase der erhöhten Methanfreisetzung nach Wiedervernässung kann 10 bis 20 Jahre dauern (JOOSTEN & AUGUSTIN 2006).

Sobald der Wasserstand unterhalb der Bodenoberfläche steht, wird in der wasserungesättigten oberen Bodenschicht Methan abgebaut. Bei einem Wasserstand von 10 cm unter

Oberfläche wird kaum noch Methan an die Atmosphäre abgegeben (DRÖSLER 2005). Auf entwässerten Standorten wird in der Regel in geringem Umfang Methan aus der Atmosphäre aufgenommen und abgebaut.

3.4 Lachgasfluss

Auch der Lachgasfluss kann sowohl von der Atmosphäre in den Boden als auch umgekehrt gerichtet sein. Im Boden laufen drei Prozesse ab, die die Flussrichtung zwischen Torfschichten und Atmosphäre und die Flussrate bestimmen:

- Die Denitrifikation: aus der Düngung oder aus der Torfmineralisation stammendes Nitrat wird unter anaeroben Bedingungen über Nitrit zu Lachgas und N_2 reduziert. Unter bestimmten Bedingungen wird Lachgas freigesetzt.
- Die Nitrifikation: aus der Düngung oder aus der Torfmineralisation stammendes Ammonium wird unter aeroben Bedingungen zu Nitrit und Nitrat oxidiert. Hierbei wird in geringem Umfang Lachgas frei.
- Die N_2O -Reduktion: unter anaeroben Bedingungen wird atmosphärisches Lachgas zu N_2 reduziert. Dieser Prozess spielt in natürlichen oder wiedervernässten Mooren eine Rolle (MEYER 1999).

Die Rate der Lachgasfreisetzung weist in Abhängigkeit von der Wassersättigung des Bodens eine Maximumkurve auf. Bei geringer Wassersättigung wird wenig Lachgas freigesetzt. Ebenso ist die Lachgasfreisetzung in komplett wassergesättigten Böden gering, da hier die Denitrifikation vollständig bis zum N_2 abläuft, bzw. atmosphärisches N_2O ebenfalls zu N_2 reduziert wird. Höchste Lachgasfreisetzungsraten wurden bei einem Wassergehalt von 70-80 % des Porenvolumens beobachtet (MEYER 1999). Die Stickstoffdüngung kann ebenfalls die Lachgasfreisetzung erhöhen, allerdings sind die Beobachtungen hierzu recht widersprüchlich (vgl. Tab. 14). Dieses muss auf die komplexen und nur schwer parametrisierbaren Regelungsmechanismen zurückgeführt werden.

4. Methodik

Die direkte Messung des Gasaustausches zwischen Moorstandorten und der Atmosphäre mit dem Ziel, Jahresbilanzen zu erstellen, ist sehr aufwändig. Die Anzahl der vorliegenden Studien ist begrenzt und ihre Repräsentativität fraglich. Daher wurden vor allem bei den Betrachtungen des Kohlendioxidaustausches, der in der Regel den weitaus größten Anteil der Emissionen bestimmt, auch die Ergebnisse indirekter Verfahren einbezogen.

In Anlehnung an UBA (2006) wird eine sektorale Abgrenzung der Treibhausgasemissionen vorgenommen. So werden z. B. die Methanemissionen von Wiederkäuern auf Nieder-

moorgrünland und die Kohlendioxidemissionen von Maschinen, die bei der landwirtschaftlichen Moornutzung zum Einsatz kommen, nicht einbezogen. Beide Größen sind im nationalen Treibhausgasinventar global unter Verwendung statistischer Grundlagendaten erfasst. Dagegen wird die Lachgasfreisetzung von Mooren einbezogen, da dieser Prozess nicht allein der mineralischen Düngung, sondern auch der Torfmineralisation, v.a. in Niedermooren, zuzuschreiben ist. Bei forstlich genutzten Mooren wird die Kohlenstoffspeicherung im Auflagehumus und im Baumbestand ebenfalls nicht in die Betrachtung einbezogen. Beides wird im Nationalen Treibhausinventarbericht unter dem Sektor „Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft“ standortunabhängig berichtet.

Im Folgenden wird ein kurzer Überblick über verwendete Methoden gegeben.

4.1 Bestimmung der Kohlendioxidfestlegung aus der Torfakkumulation

Aus der ^{14}C -Altersdatierung von Torfschichten und der Höhendifferenz dieser Schichten lässt sich die mittlere Rate der langfristigen Kohlenstoffakkumulation (LORCA) ermitteln. In einigen Studien wurde nur das mittlere Höhenwachstum pro Jahr angegeben. Dieses wurde in der vorliegenden Auswertung über die Lagerungsdichte (80 g/l) und den C-Gehalt (50 %) (vgl. BYRNE et al. 2004) in eine jährliche C-Akkumulation umgerechnet. Der Netto-Ökosystemaustausch (NEE) für Kohlendioxid ergibt sich aus der Addition der langfristigen C-Akkumulation und der als Methan freigesetzten C-Menge. Dagegen wird der freigesetzte, gelöste Kohlenstoff (DOC) bei der Berechnung des NEE hier nicht einbezogen. Der DOC wird nicht nachhaltig im System festgelegt.

4.2 Bestimmung der Kohlendioxidfreisetzung aus Höhenverlusten

Bei entwässerten Standorten lassen sich über Jahrzehnte Höhenverluste feststellen, die auf Sackung (in der Anfangsphase nach Entwässerung), Schrumpfung und Torfmineralisation zurückzuführen sind. Nach Abschluss der Sackung kann aus den Höhenverlusten über die Lagerungsdichte und den C-Gehalt der Kohlenstoffverlust berechnet werden. Die beste Methode ist es, eine C-Bilanz aller Torfschichten oberhalb des mineralischen Untergrundes zu rechnen (SCHÄFER 1996). Ist dieses (nachträglich) nicht möglich, kann aus den Höhenverlusten und der Lagerungsdichte der untersten, oberhalb des Grundwassers liegenden Schicht der Kohlenstoffverlust berechnet werden. Annäherungsweise kann hier eine Lagerungsdichte von 150 g/l für Niedermoor und 100 g/l für Hochmoor verwendet werden. Auch muss davon ausgegangen werden, dass nur etwa 70-80 % der Höhenverluste auf Torfmineralisation, der Rest auf die Schrumpfung zurückzuführen sind (KASIMIR-KLEMEDTSSON et al. 1997, HÖPER 2002). Für forstwirtschaftlich genutzte Hochmoore muss ein geringerer Anteil der Höhenverluste, in etwa 30 %, als Torfmineralisation betrachtet werden (SCHÄFER 1996).

4.3 Messung der Kohlendioxidemission vegetationsloser Parzellen

Der Kohlendioxidaustausch zwischen Moor und Atmosphäre ist schwierig zu parametrisieren, da die pflanzliche Photosynthese als Kohlendioxidsenke und die bodenbürtige, heterotrophe sowie die pflanzenbürtige autotrophe Respiration als Kohlendioxidquellen zu berücksichtigen sind.

Für nicht naturnahe, d.h. nicht wachsende Moore, kann die Pflanze aus dem System ausgeschlossen werden, unter der Annahme dass ihre Präsenz sich neutral auf den Kohlendioxidaustausch auswirkt. Langfristig sollten sich Photosynthese und autotrophe Respiration in nicht torfbildenden Systemen neutralisieren. Auf vegetationslosen Parzellen bestimmt man dann die heterotrophe Atmung, d.h. die Kohlendioxidfreisetzung aus den Torfen, vorausgesetzt, dass nach Entfernen der lebenden Pflanzen deren Wurzelrückstände weitgehend abgebaut worden sind.

Diese Vorgehensweise kann zu einer Überschätzung der Kohlendioxidfreisetzung aus der Torfmineralisation führen, da eine residuelle Wurzelatmung als Torfmineralisation erfasst wird und die Kohlenstofffestlegung, z.B. durch Aufbau von Wurzelmasse (Wurzelfilz), unterbunden wird.

4.4 Messung des Netto-Ökosystemaustausches (für Kohlendioxid)

Dieses komplexe Messverfahren ist besonders für naturnahe Moore, aber auch für Moorgrünland von Interesse. Über ganze Tage wird sowohl die temperaturabhängige Dunkelatmung (heterotrophe + autotrophe Respiration) als auch die temperatur- und lichtabhängige Lichtatmung (heterotrophe + autotrophe Respiration und die Bruttoprimärproduktion) auf bewachsenen Flächen gemessen und parametrisiert. Der Einfluss der Pflanze auf die Kohlendioxidbilanz des Standortes entspricht natürlichen Bedingungen. Zur Vergleichbarkeit mit der Bestimmung nach Methode 4.1 muss allerdings der Austrag von gelöstem organischem Kohlenstoff DOC (geschätzt: $93 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$,) vom Netto-Ökosystemaustausch abgezogen werden.

Wird Pflanzenmaterial geerntet, ist die darin enthaltene Kohlenstoffmenge ebenfalls in Abzug zu bringen, da dieser Kohlenstoff ja nicht im Moorboden gebunden wird.

4.5 Messung des Methan- und Lachgasflusses

Die Methan- und Lachgasflüsse müssen im Freiland gemessen werden. Hierzu werden in der Regel Bodenrahmen fest im Boden verankert und für die Messung kurzzeitig (etwa 0,5 - 2 Stunden, 14 tägig) Gassammelhauben auf die Bodenrahmen gesetzt. Die Bodenrahmen

dienen dazu, die Gasdichtigkeit zu gewährleisten und Störungen des Gasflusses beim Aufsetzen der Gassammelhauben zu minimieren. Aus den Gassammelhauben werden Gasproben gezogen und im Labor gaschromatographisch untersucht (vgl. MEYER 1999, DRÖSLER 2005). Aus dem Anstieg, bzw. dem Abfallen der Gaskonzentrationen unter der Haube werden die Gasflussraten ermittelt. Eine Hochrechnung auf tägliche, monatliche und jährliche Raten erfolgt meist über die Bodentemperatur.

4.6 Torfabbau und gärtnerische Nutzung der Torfe

Beim Torfabbau sind verschiedene Teilprozesse zu betrachten und im Hinblick auf ihre Klimawirksamkeit zu bewerten (HOLMGREN et al. 2006, KIRKINEN et al. 2007). So treten Emissionen von Treibhausgasen bei der Vorentwässerung der Flächen sowie während des Abbaus von den Torfabbauflächen und bei der Torflagerung auf. Hinzu kommen die Emissionen der für den Torfabbau benötigten Maschinen. In den Tabellen 15 bis 17 sind die verfügbaren Daten, vor allem aus schwedischen und finnischen Studien zusammengetragen worden. Der größte Teil der Emissionen kommt aus der Nutzung der Torfe selbst. Im Gegensatz zu den Brenntorfen wird bei den gärtnerisch genutzten Torfen Kohlendioxid nicht bei einer „heißen“ Verbrennung, und damit innerhalb kürzester Zeit freigesetzt. Dennoch wird der Torf durch die Entnahme aus natürlichen Mooren den konservierenden Bedingungen (Wasserüberschuss, Nährstoffarmut) entzogen, und es kommt zu einer „kalten“ Verbrennung im Rahmen der mikrobiellen Torfmineralisation. Es muss davon ausgegangen werden, dass der Torf innerhalb von 10 Jahren nach Gewinnung weitgehend zersetzt ist. Bei einer in Deutschland über Jahrzehnte hinweg konstanten Torfproduktion von etwa 8 Mio. m³ pro Jahr wird jährlich auch in etwa diese Torfmenge mikrobiell zu Kohlendioxid abgebaut. In einer vereinfachten Rechnung kann daher aus der mittleren jährlichen Produktionsmenge (m³) über die Trockendichte der Torfe (100 g/l) und unter Annahme eines C-Gehaltes von 50 % die jährlich freigesetzte Kohlendioxidmenge errechnet werden (Tab. 15). Die Ergebnisse decken sich mit denen schwedischer und finnischer Studien zur Brenntorfnutzung (HOLMGREN et al. 2006, KIRKINEN et al. 2007).

5. Emissionsfaktoren

Aus den Tabellen 5 bis 17 wurden differenziert nach Nutzung und Moortyp die Mediane der Emissionsfaktoren zusammengestellt. Auf Hochmoor ergeben sich die höchsten flächenspezifischen Treibhausgasemissionen durch die Abtorfung, gefolgt von der landwirtschaftlichen Nutzung (Tab. 2). Geringe Emissionen werden vor allem von naturnahen Hochmooren und unter Forst erwartet. Unter Forst wird aufgrund der hohen Evapotranspiration die Torfmineralisation gehemmt. Die flächenspezifischen Emissionen von degenierten Hochmooren (Heidemooren, Pfeifengrasstadium), Hochmoorgrünland, Hoch-

moorackerland und Abtorfungsflächen liegen etwa in der gleichen Größenordnung. Für die Bewertung des Hochmoorackerlandes liegen allerdings nur wenige Werte vor, da diese Nutzung nicht sehr verbreitet ist.

Erstaunlich sind die hohen Kohlendioxidemissionen schwach entwässerter, degenerierter Hochmoore im Vergleich zu Grünland oder zu Forst. Auf diesen Flächen führen bereits geringfügige Eingriffe in den Wasserhaushalt zu einer deutlichen Entwässerung, zur Einwanderung von Büschen und Bäumen und zu einem Abfallen der Grundwasserstände in den Sommermonaten, die eine entsprechend hohe Torfmineralisation im oberen Horizont nach sich ziehen. Auch die Regeneration von Hochmooren führt nicht unbedingt sofort zu niedrigen, auf naturnahen Flächen beobachteten Treibhausgasemissionen. Aufgrund vergangener Entwässerungsmaßnahmen und damit verbundener Prozesse (z.B. Schrumpfung, Torfmineralisation, Moorbrand) hat z.B. die Wasserleitfähigkeit der Torfe abgenommen. Dies kann, v.a. in den Sommermonaten, zu einem stärkeren Austrocknen an der Mooroberfläche und damit zu höheren CO₂-Verlusten führen.

Die CO₂-Freisetzung nimmt bei den meisten Nutzungen einen Anteil von über 95% an den gesamten Treibhausgasemissionen ein (Tab. 2). Die Ausnahme bilden hier die naturnahen Moore mit einer erhöhten Methanfreisetzung. Dadurch wird die positive Klimawirkung der Torfbildung z.T. durch die Methanfreisetzung kompensiert.

Tab. 2: Emissionsfaktoren für Hochmoorstandorte^a und Torfnutzung. Globales Treibhauspotenzial auf der Basis von 500 Jahren (GWP500)
Greenhouse gas emission factors for bogs and peat excavation. Global warming potential on a 500 year basis (GWP500)

	CO ₂ ^b kg C ha ⁻¹ a ⁻¹	CH ₄ kg C ha ⁻¹ a ⁻¹	N ₂ O kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	GWP500 kg C-Äquiv. ha ⁻¹ a ⁻¹
naturnah/ Schwinggrasen schwach entwässerte, degenerierte Moore	-337	62	0	-189
Grünland	3.950	0	0	3.950
Ackerland	4.400	0	0	4.400
Forst	1.300	0	0,2	1.316
Abtorfung	18.890	5	0	18.903
<i>davon: Abtorfungsflächen</i>	<i>3.770</i>	<i>5</i>	<i>0</i>	<i>3.782</i>
<i>davon: Torfnutzung^c</i>	<i>15.120</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>15.121</i>

^aZusammenstellung der Mediane aus den Tabellen 5, 8, 9, 10, 12 und 13. ^bBerechnung des Netto-CO₂-Ökosystemaustausches siehe Kapitel 2; Die DOC-Auswaschung wurde hier nicht einbezogen und wird damit als CO₂-Emission betrachtet. ^cWerte aus den Tabelle 15 bis 17. Die Emissionen aus der Torf-nutzung wurden mit 50,3 kg C m⁻³ beziffert. Bei einer Torfproduktion von 8.086.000 m³ (BTH 2007) auf 26.900 ha wurden die Treibhausgasemissionen auf einen ha Torfabbaufläche umgerechnet.

Naturnahe Niedermoore (Tab. 3) weisen im Vergleich zu naturnahen Hochmooren (Tab. 2) höhere Methanemissionen auf. Dadurch wird der Effekt der Torfbildung bei der Festlegung von Kohlendioxid überkompensiert und es kommt netto zu einer geringfügigen Emission von Treibhausgasen. Die höchsten Emissionen werden durch die ackerbauliche Niedermoornutzung verursacht. Deutlich geringere Treibhausgasemissionen werden von Niedermoorgrünland und forstwirtschaftlich genutztem Niedermoor erwartet. Extensiv genutztes Niedermoor weist nach diesen Schätzungen nur unwesentlich geringere Emissionen auf, als intensiv genutztes. Dies ist unter anderem auf die Schwierigkeit der Wasserregulierung (z.B. durch Grabeneinstau) ehemals entwässerter Standorte zurückzuführen. Aufgrund der Degradation der Torfe (Schrumpfung, Torfmineralisation) hat die Wasserdurchlässigkeit der Torfe stark abgenommen. Ist das Moor von einer Mudde unterlagert (z.B. Verlandungs- und Durchströmungsmoore), wird zudem der Wasseraufstieg aus dem mineralischen Untergrund gehemmt. In den verdunstungsintensiven Perioden reicht die Wassernachlieferung vom Graben in die Fläche nicht mehr aus, so dass auf den Parzellen die Wasserstände deutlich unter die Grabenwasserstände abfallen (DIETRICH et al. 2001). Während dieser Zeit sind die Bedingungen aufgrund der hohen Temperaturen auch für die Torfmineralisation besonders günstig.

Wie bei den Hochmooren ist auch bei den Niedermooren mit Ausnahme der naturnahen Standorte die Klimawirksamkeit vor allem auf die CO₂-Freisetzung zurückzuführen. Jedoch ist auf den meisten Niedermoorstandorten, aufgrund der eutrophen Verhältnisse und des engeren C/N-Verhältnisses, eine relativ hohe Lachgasfreisetzung zu beobachten.

Tab. 3: Emissionsfaktoren für Niedermoorstandorte ^a. Globales Treibhauspotenzial auf der Basis von 500 Jahren (GWP500)

Greenhouse gas emission factors for fens ^a. Global warming potential on a 500 year basis (GWP500)

	CO ₂ ^b kg C ha ⁻¹ a ⁻¹	CH ₄ kg C ha ⁻¹ a ⁻¹	N ₂ O kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	GWP500 kg C-Äquiv. ha ⁻¹ a ⁻¹
naturnah	-460	236	0	101
extensiv / ungenutzt	4.000	-0,3	6	4.415
Grünland	4.600	-0,3	14	5.618
Acker	11.200	-0,2	8	11.809
Forst	4.600	-0,2	2	4.746
Sonstige	4.600	-0,2	2	4.745

^a Mediane aus den Tabellen 6, 8, 9, 11 12, 13 und 14 (Medians from Tables 6, 8, 9, 11 12, 13 and 14). ^b Netto-CO₂-Ökosystemaustausch; Berechnung siehe Kapitel 2; Die DOC-Auswaschung wurde hier nicht einbezogen und wird damit als CO₂-Emission betrachtet.

6. Freisetzung von Treibhausgasen aus deutschen Mooren

Unter Verwendung der Emissionsfaktoren aus den Tabellen 2 und 3 sowie der Nutzungsverteilung der deutschen Moore (Tab. 18 und Tab. 19) wurde das Treibhausgasinventar der deutschen Moore errechnet. Die deutschen Moore setzen danach jährlich 7.844.000 t C-Äquivalente frei, entsprechend 2,8 % der deutschen Treibhausgasemissionen, davon 2,3 % aus Niedermooren und 0,5% aus Hochmooren (Tab. 4). Die deutschen Treibhausgasemissionen beliefen sich für das Jahr 2004 auf 277.007.000 t C-Äquivalenten, bestehend aus Kohlendioxid (vorwiegend aus stationären und mobilen Verbrennungsprozessen, ohne Landnutzungsänderung und Forst, 86,9 % der Gesamtemission), Methan (aus Tierhaltung, Brennstoffverteilung und Deponieentgasung, 5 % der Gesamtemission), Lachgas (aus Landwirtschaft, Industrieprozessen und Verkehr, 6,3 % der Gesamtemission) und fluorierten Kohlenwasserstoffen (1,4 % der Gesamtemission) (UBA 2006). Gut 80 % der Emissionen aus Mooren stammen aus Niedermooren. Die industrielle Abtorfung und

Tab. 4: Treibhausgasinventar deutscher Moore nach Moortyp und Nutzung
Greenhouse gas inventory of German peatlands depending on peatland type and land use

	Fläche ^a km ² (1)	Emissions- faktoren ^b kg C-Äquiv. ha ⁻¹ a ⁻¹ (2)	Emission 1000 t C-Äquiv. a ⁻¹ (3) = (1) x (2)	Anteil ^b %
Hochmoore				
naturnah / Schwinggrasen	259	-189	-5	-0,1
degenerierte Moore / Heide- moore, Pfeifengrasstadium	625	3.782	236	3,0
Grünland	1.733	3.950	684	8,8
Ackerland	69	4.400	30	0,4
Forst	258	1.316	34	0,4
Abtorfung und gärtnerische Nutzung der Torfe	269	18.903	508	6,5
Summe Hochmoore	3.213		1.489	19,1
Niedermoore				
naturnah	396	101	4	0,1
Extensiv / ungenutzt	982	4.415	434	5,6
Grünland	6.015	5.618	3.379	43,3
Acker	1.478	11.809	1.746	22,4
Forst	1.528	4.746	725	9,3
Sonstige	34	4.745	16	0,2
Summe Niedermoore	10.434		6.304	80,9
Summe alle Moore	13.647		7.793	100,0

^a Flächen aus den Tabellen 18 und 19. ^b Emissionsfaktoren als GWP500 aus Tabelle 2 und 3; ^b Anteil an Gesamtemission der Moore (Spalte „Emission, Zeile „Summe aller Moore“)

gärtnerische Nutzung der Hochmoortorfe nimmt einen Anteil von 6,5 % ein. Die landwirtschaftlich und forstwirtschaftliche Moornutzung verursacht etwa 85 % der Emissionen aus Mooren und industrieller Torfnutzung. Hiervon werden 43 % von Niedermoorgrünland, 22 % von ackerbaulich und 9 % von forstlich genutzten Niedermoores sowie 9 % von Hochmoorgrünland emittiert.

7. Schlussfolgerungen und Ausblick

Die vorliegende Arbeit gibt einen Überblick über den aktuellen Stand des Wissens zu den Treibhausgas-Emissionen deutscher Moore. Aufgrund der aufwändigen Messtechnik liegt nur eine begrenzte Anzahl von direkten Messungen der Gasflüsse für Moore des gemäßigten Klimaraums vor. Dennoch ist es möglich, unter Verwendung indirekter Verfahren die Kohlendioxidfestlegung naturnaher Moore bzw. die CO₂-Freisetzung entwässerter und genutzter Moore gut angenähert abzuschätzen. Hierzu konnten die Ergebnisse langjähriger Untersuchungen zur Torfakkumulation wachsender Moore bzw. zum Höhenverlust entwässerter Moore herangezogen werden. Für die drei betrachteten Treibhausgase macht die CO₂-Freisetzung den weitaus größten Anteil an den Emissionen der Moore aus.

Im Gegensatz zu BYRNE et al. (2004) und HÖPER & BLANKENBURG (2000) wurden in der vorliegenden Übersicht im Wesentlichen Untersuchungen an Mooren der gemäßigten Zone (Mitteleuropa, Irland, Großbritannien, Südschweden, Polen, nördliche USA) verwendet. Nur in Ausnahmefällen wurde auf skandinavische Forschungsergebnisse aus dem borealen Klimaraum zurückgegriffen.

Die Emissionsfaktoren von HÖPER & BLANKENBURG (2000) werden im Wesentlichen durch die hier aktualisierte Erhebung bestätigt. Aufgrund der Beschränkung auf Daten aus dem gemäßigten Klimaraum ergeben sich in der vorliegenden Datenzusammenstellung allerdings tendenziell höhere Werte für die Methanfreisetzung naturnaher Moore sowie für die CO₂-Freisetzung degenerierter Hochmoore, extensiv genutzter Niedermoores und intensiv landwirtschaftlich genutzter Moore. Höhere Werte wurden auch für die industrielle Abtorfung ermittelt. Hier waren von HÖPER & BLANKENBURG (2000) die Emissionen der entwässerten Flächen vor und während der Abtorfung nicht berücksichtigt worden.

Bei der Durchsicht der Emissionsfaktoren fällt auf, dass entwässerte und nicht ackerbaulich genutzte Hoch- und Niedermoores trotz unterschiedlicher Nutzungsart und Nutzungsintensität eine CO₂-Freisetzung in einer ähnlichen Größenordnung von etwa 4.000 bis 5.000 kg C ha⁻¹ a⁻¹ aufweisen. Möglicherweise ist dieser Sachverhalt Ausdruck einer Selbstregulation der Torfmineralisation. Mit beginnender Entwässerung setzt eine Degradation der Torfe ein. Damit nimmt auch die Wasserleitfähigkeit der Torfe ab. Dies führt dazu, dass in den warmen und die Mineralisation fördernden Sommermonaten die Was-

serstände nicht oberflächennah gehalten werden können und damit die Torfmineralisation in den oberen Schichten stark gefördert wird. So treten auch auf geringfügig entwässerten Standorten relativ hohe Kohlendioxidemissionen auf.

Andererseits nimmt die Torfmineralisation nicht linear mit dem Grundwasserflurabstand zu, sondern erreicht bei 60 bis 90 cm unter Flur ihr Maximum, um bei niedrigeren Wasserständen infolge zunehmender Trockenheit an der Mooroberfläche ebenfalls abzunehmen (HÖPER 2002). Ein weiterer Torf stabilisierender Prozess in diesem Zusammenhang ist die Schrumpfung. Geschrumpftes Torfmaterial ist hydrophob und widersetzt sich dem mikrobiellen Abbau. Torfschrumpfungshorizonte hemmen die Wassernachlieferung an die darüber liegenden Torfschichten und führen auch hier zu einer Hemmung der Torfmineralisation infolge Trockenheit. Der Schrumpfungsprozess ist damit zwar Torf konservierend aber aus Gründen der Nachhaltigkeit nicht anzustreben, da die Torfakkumulation unterbunden ist. Eine erfolgreiche Wiedervernässung wird mit zunehmender Schrumpfung immer schwieriger. Die beschriebenen pedologischen Prozesse greifen in meso- und eutrophen Niedermooren sehr viel stärker als in Hochmooren. Dies ist vielleicht ein Grund dafür, dass entwässerte Niedermoore, die aufgrund höherer Nährstoffgehalte der Torfe generell günstigere Bedingungen für die mikrobielle Torfmineralisation aufweisen als Hochmoore, dennoch nicht deutlich mehr Kohlendioxid freisetzen als entwässerte Hochmoore.

Auch die Torfakkumulationsraten weisen eine gewisse Konstanz auf, wengleich regional und im Verlauf der Zeit Schwankungen bzw. Abweichungen zu verzeichnen sind. Die Torfakkumulation ist aber wesentlich von der Bruttopräproduktion abhängig. Diese wird durch klimatische Bedingungen und durch die Nährstoffverhältnisse vor Ort bestimmt. Von dem durch die Primärproduktion gewonnenen Kohlenstoff werden langfristig nur etwa 10% in den Torfen gespeichert (FRANCEZ & VASANDER 1995, GAUDIG 2001).

Zur Absicherung der Emissionsfaktoren sind für einige Kombinationen aus Moortyp und Nutzung weitere Untersuchungen notwendig. So liegen für intensiv landwirtschaftlich, vor allem als Grünland genutzte Hochmoore keine Messungen des Gasaustausches vor. Auch sind weitere Untersuchungen an unterschiedlichen Degenerationsstadien sowie an regenerierten, z.B. an wiedervernässten, Mooren erforderlich, um den Einfluss des Wasserstandes auf die C-Akkumulation und die Methanfreisetzung genauer parametrisieren zu können. Eine besondere Herausforderung stellt hier der Baumbestand dar, dessen Nettoökosystemaustausch nur unter Einbeziehung des Baumwachstums erfasst werden kann. Für ackerbaulich genutzte Niedermoore liegen nur indirekt gewonnene Ergebnisse zur CO₂-Freisetzung vor. Angesichts der hohen Emissionsfaktoren sollten diese Werte durch Direktmessungen bestätigt werden. In einem vom BMBF geförderten Verbundvorhaben „Klimaschutz durch Moornutzung“ werden solche Untersuchungen in Niedersachsen, Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Bayern auf unterschiedlich genutzten Nieder- und Hochmoorstandorten durchgeführt. Schon jetzt zeichnet sich ab, dass vor allem

zur Bewertung wiedervernässter Abtorfungsflächen, die durch eine hohe räumliche und zeitliche Variation der Wasserstände gekennzeichnet sind, weitere Untersuchungen erforderlich sein werden.

Die Torfnutzung, sei es als Brenntorf oder für gärtnerische Zwecke, führt zu einer Abnahme der Kohlenstoffvorräte im Boden und zu einer Zunahme des Kohlendioxidgehaltes in der Atmosphäre und ist damit klimawirksam. Hier könnte langfristig die Substitution von Torf durch den Anbau von Torfmoosen als nachwachsender Rohstoff weiterhelfen, wie er in Deutschland und Kanada erforscht wird (GAUDIG 2001, CAMPEAU & ROCHEFORT 2002).

Treibhausgasemissionen aus landwirtschaftlich genutzten Mooren nehmen bundesweit mit Abstand den höchsten Anteil an den Emissionen aus der Moornutzung und der industriellen Torfnutzung ein. Im Hinblick auf international verpflichtende Ziele zur Reduktion der Treibhausgasemissionen sollten auch hier Maßnahmen vorgesehen werden. Hierzu zählen in erster Linie der Verzicht auf ackerbauliche Moornutzung und die Wiedervernäsung von Grünland. Eine Aufforstung von landwirtschaftlich genutzten Hochmooren hätte zwar verringerte Treibhausgasemissionen und über ca. 50 Jahre eine Kohlenstoffbindung im wachsenden Baumbestand und im Auflagehumus zur Folge, die potenzielle Funktionsfähigkeit des Standortes als über Jahrtausende gewachsenes Moor wird aber nachhaltig beschädigt, so dass diese Nutzung aus Sicht des Moor- und Klimaschutzes nicht zu empfehlen ist.

Zur Umsetzung der Ziele des Kyoto-Abkommens und darüber hinaus gehender nationaler Selbstverpflichtungen müssen Klima schonende Strategien der Moor- und Torfnutzung entwickelt und umgesetzt werden.

8. Literaturverzeichnis

- AUGUSTIN, J. (2003): Einfluss des Grundwasserstandes auf die Emission von klimarelevanten Spurengasen und die C- und N-Umsetzungsprozesse in nordostdeutschen Niedermooren. In: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg.). Stoffausträge aus wiedervernässten Niedermooren. Materialien zur Umwelt Heft 1/2003: 38-54.
- AUGUSTIN, J. & MERBACH, W. (1996): Factors controlling nitrous oxide and methane emission from minerotrophic fens in Northeast Germany. Transactions of the 9th Nitrogen Workshop, Braunschweig, September 1996. Technische Universität Braunschweig und Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft. 133-136.
- BLANKENBURG, J., CASPERS, G. & SCHMATZLER, E. (2000): Moore in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der Niedermoore - Verbreitung, Zustand und Bedeutung. - *Telma* **30**: 221-240; Hannover.
- BRIDGEHAM, S.D., JOHNSTON, C.A., PASTOR, J. & UPDEGRAFF, K. (1995): Potential feedback of northern wetlands on climate change. - *Bio-Science* **45**: 262-274.

- BTH - Bundesvereinigung Torf- und Humuswirtschaft (2007): Torf - Humus - Aktuell. Ausgabe Nr. 1/2007 vom 03.04.2007. 10 S.; Wennigsen.
- BYRNE, K.A., CHOJNICKI, B., CHRISTENSEN, T.R., DRÖSLER, M., FREIBAUER, A., FRIBORG, T., FROLKING, S., LINDROTH, A., MAILHAMMER, J., MALMER, N., SELIN, P., TURUNEN, J., VALENTINI, R. & ZETTERBERG, L. (2004): EU Peatlands: Current Carbon Stocks and Trace Gas Fluxes. Carboeurope-GHG, Concerted Action Synthesis of the European Greenhouse Gas Budget. Department of Forest Science and Environment, Viterbo, 1-58. (<http://gaia.agraria.unitus.it/ceuroghg/ReportSS4.pdf>).
- CARROLL, P. & CRILL, P. (1997): Carbon balance of a temperate poor fen. - *Global Biogeochemical Cycles* **11**: 349-356.
- CAMPEAU, S. & ROCHEFORT, L. (2002): Possibilities and limits to Sphagnum farming. In: SCHMILEWSKI, G. & ROCHEFORT, L. (Hrsg.). *IPS Symposium Proceedings (Commissions II & V): Peat in horticulture - Quality and environmental challenges*. Pärnu, Estland (3.-6. September 2002). International Peat Society, Jyväskylä, Finland. 264-270.
- CLYMO, R.S. (1984): The limits to peat bog growth. - *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, **303**: 605-654.
- CLYMO, R.S. & REDDAWAY, E.J.F. (1971): Productivity of Spagnum (bog-moss) and peat accumulation. - *Hidrobiologia* **12**: 181-192.
- CZAPLAK, I. & DEMBEK, W. (2000): Polish peatlands as a source of emission of greenhouse gases. *Zeszyty Edukacyjne wyd. - IMUZ* **6**: 61-71.
- DAWSON, J.C., BILLETT, M.F., HOPE, D., PALMER, S.M. & DEACON, C.M. (2004): Sources and sinks of aquatic carbon in a peatland stream continuum. - *Biogeochemistry* **70**: 71-92.
- DIETRICH, O., BLANKENBURG, J., DANNOWSKI, R. & HENNINGS, H.H. (2001): Vernässungsstrategien für verschiedene Standorte. Strategien und Verfahren zur Renaturierung. In: KRATZ, R. & PFADENHAUER, J. (Hrsg.): *Ökosystemmanagement für Niedermoore*: 53-73; Stuttgart (Ulmer).
- DRÖSLER, M. (2005): Trace gas exchange and climatic relevance of bog ecosystems, Southern Germany. PhD thesis, Technical University of Munich, Germany. 179 pp.
- EGGELSMANN, R. & BARTELS, R. (1975): Oxidativer Torfverzehr im Niedermoor in Abhängigkeit von Entwässerung, Nutzung und Düngung. - *Mitteil. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **22**: 215-221.
- FLESSA, H., WILD, U., KLEMISCH, M. & PFADENHAUER, J. (1998): Nitrous oxide and methane fluxes from organic soils under agriculture. - *Eur. J. Soil Scien.* **49**: 327-335.
- FRANCEZ, A. & VASANDER, H., 1995: Peat accumulation and peat decomposition after human disturbance in French and Finnish mires. - *Acta Oecologica* **16**: 599-608.
- GAUDIG, G. (2001): *Sphagnum* als nachwachsender Rohstoff. Etablierung von Sphagnen - Optimierung der Wuchsbedingungen. Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald. <http://www.uni-greifswald.de/~sphagnumfarming/Sphagnum%20Literaturstudie.pdf>.
- GOODROAD, L.L. & KEENEY, D.R. (1984): Nitrous oxide emission from forest, marsh and prairie ecosystems. - *J. Environ. Qual.* **13**: 448-452.

- GROSSE-BRAUCKMANN, G. (1997): Moore und Moor-Naturschutzgebiete in Deutschland - eine Bestandsaufnahme. - *Telma* **27**: 183-215; Hannover.
- HARRISS, R.C., GORHAM, D.I., SEBACHER, K.B., BARTLETT, K.B. & FLEBBE, P.A. (1985): Methane flux from northern peatlands. - *Nature* **315**: 652-654.
- HILLEBRAND, K. (1993): The greenhouse effects of peat production and use compared with coal, oil, natural gas and wood. VTT Tiedotteita - Meddelanden - Research Notes 1494, Technical Research Centre of Finland, Espoo.
- HOLMGREN, K., KIRKINEN, J. & SAVOLAINEN, I. (2006): The climate impact of energy peat utilisation – comparison and sensitivity analysis of Finnish and Swedish results. IVL B-rapport 1681, Stockholm, www.ivl.se/rapporter/pdf/B1681.pdf.
- HÖPER, H. (2002): Carbon and nitrogen mineralization rates in German agriculturally used fenlands. In: BROLL, G., MERBACH, W. & PFEIFFER, E.M. (Hrsg.): *Wetlands in Central Europe. Soil organisms, soil ecological processes, and trace gas emissions*: 149-164; Berlin (Springer).
- HÖPER, H. & BLANKENBURG, J. (2000): Emissionen klimarelevanter Gase aus niedersächsischen Mooren und Möglichkeiten der Reduzierung. - *NNA-Berichte* 2/2000, 110-117.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (1996): *Climate Change 1995: The Science of Climate Change. Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*; Cambridge (Cambridge University Press).
- JOOSTEN, H. & AUGUSTIN, J. (2006): Peatland restoration and climate: on possible fluxes of gases and money. In: BAMBALOV, N.N. (ed.): *Peat in solution of energy, agriculture and ecology problems. Proceedings of the International Conference Minsk, May 29 – June 2, 2006*. Tonpik, Minsk, 412 - 417.
- KASIMIR-KLEMEDTSSON, A., KLEMEDTSSON, L., BERGLUND, K., MARTIKAINEN, P., SILVOLA, J. & OENEMA, O. (1997): Greenhouse gas emissions from farmed organic soils: a review. - *Soil Use and Management* **13**: 245-250.
- KIRKINEN, J., MINKKINEN, K., PENTTILÄ, T., KOJOLA, S., SIEVÄNEN, R., ALM, J., SAARNIO, S., SILVAN, N., LAINE, J. & SAVOLAINEN, I. (2007): Greenhouse impact due to different peat fuel utilisation chains in Finland — a life-cycle approach. - *Boreal Env. Res.* **12**: 211–223.
- KRESHTAPOVA, V.N. & MASLOV, B.S. (2004): Contents of carbon compounds in reclaimed peat soils as a function of the properties of peat organic matter. - *Proc of 12th Int. Peat Congress, Tampere, Vol. 2*: 988-992.
- KUNTZE, H. (1992): Peat losses by liming and fertilization of peatlands used as grassland. - *Proc 9th Int. Peat Congress*: 306–314.
- LAINE, A., SOTTOCORNOLA, M., KIELY, G., BYRNE, K.A., WILSON, D. & TUUTTILA, E.S. (2006): Estimating net ecosystem exchange in a patterned ecosystem: Example from blanket bog. - *Agricultural and Forest Meteorology* **138**: 231-243.
- LANGEVELD, C.A., SEGERS, R., DIRKS, B.O.M., VAN DEN POL-VAN DASSELAAR, A., VELTHOF, G.L. & HENSEN, A. (1997): Emissions of CO₂, CH₄ and N₂O from pasture on drained peat soils in the Netherlands. - *Europ. J. Agr.* **7**: 35-42.

- LENSCHOW, U. (2001): Das Beispiel Mecklenburg-Vorpommern. In: SUCCOW & JOOSTEN (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Auflage: 411-415.
- LORENZ, W.D., SAUERBREY, R., ESCHNER, D., LEHRKAMP, H. & ZEITZ, J. (1992): Zustand der landwirtschaftlich genutzten Niedermoore in der ehemaligen DDR. - Wasser und Boden **44**: 58-61.
- MALJANEN, M., LIIKANEN, A., SILVOLA, J. & MARTIKAINEN, P. J. (2003): Nitrous oxide emissions from boreal organic soil under different land use. - Soil Biol. Biochem. **35**: 689-700.
- MALJANEN, M., KOMULAINEN, V.M., HYTÖNEN, J., MARTIKAINEN, P.J. & LAINE, J. (2004): Carbon dioxide, nitrous oxide and methane dynamics in boreal organic soils with different soil characteristic. - Soil Biol. Biochem. **36**: 1801-1808.
- MARTIKAINEN, P.J., NYKÄNEN, H., CRILL, P. & SILVOLA, J. (1993): Effect of water table on nitrous oxide fluxes from northern peatlands. - Nature **366**: 51-53.
- MARTIKAINEN, P.J., NYKÄNEN, H., ALM, J. & SILVOLA, J. (1995): Changes in fluxes of carbon dioxide, methane and nitrous oxide due to forest drainage of mire sites of different trophy. - Plant and Soil: **168-169**, 571-577.
- MEYER, K. (1999): Die Flüsse der klimarelevanten Gase CO₂, CH₄ und N₂O eines nordwestdeutschen Niedermoors unter dem Einfluß der Wiedervernässung. - Göttinger Bodenkundl. Ber. **111**: 134 S.
- MUNDEL, G. (1976): Untersuchungen zur Torfmineralisation in Niedermooren. - Arch. Acker Pflanzenbau Bodenk. **20**: 669-679.
- NIEDERSÄCHSISCHES UMWELTMINISTERIUM (Hrsg.) (1997): Umweltmonitoring von Zustand und Nutzung der Hochmoore - Auswertung von Satellitendaten für das Niedersächsische Moorschutzprogramm; Hannover.
- NYKÄNEN, H., ALM, J., LÄNG, K., SILVOLA, J. & MARTIKAINEN, P.J. (1995): Emissions of CH₄, N₂O and CO₂ from a virgin fen and a fen drained for grassland in Finland. - J. Biogeography **22**: 351-357.
- OKRUSZKO, H. (1989): Wirkung der Bodennutzung auf die Niedermoorentwicklung. Ergebnisse eines längjährigen Feldversuches. - Z Kulturtechnik Landentwicklung **30**: 167-176
- PFEIFFER, E.M. (1993). Methanbildung und -emission aus Marschen und Mooren. - Mitteil. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. **72**: 421-424.
- REGINA, K., SYVÄSALO, E., HANNUKALA, A. & ESALA, M. (2004): Fluxes of N₂O from farmed peat soils in Finland. - Eur. J. Soil Sci. **55**: 591-599.
- RHEIN, U. (1997): Der Einsatz von Satellitenfernerkundung zur Analyse des ökologischen Zustandes der Hochmoore in Niedersachsen. - Telma **27**: 217-230; Hannover.
- ROULET, N.T., LAFLEUR, P.M., RICHARD, P.J.H., MOORE, T.R., HUMPHREYS, E.R. & BUBIER, J. (2007): Contemporary carbon balance and late Holocene carbon accumulation in a northern peatland. - Global Change Biology **12**: 1-15, doi: 10.1111/j.1365-2486.2006.01292.x.

- SCHÄFER, W. (1996): Excursion D - Peatland Forestry (Emsland). In: 10th Int. Peat Congress, Bremen, 27.05. - 02.06.1996. 45 S.
- SCHOTHORST, C.J. (1976): Subsidence of low moor peat soils in the Western Netherlands. - Proc 5th Int. Peat Congress: 206–217.
- SCHUCH, M. (1977): Das Donaumoos und einige seiner gegenwärtigen Hauptprobleme. - *Telma* **7**: 167–173; Hannover.
- SCHUCH, M., LAFORCE, W. & MEINDL, W. (1986): Die Moorkvorkommen Bayerns und ihr derzeitiger Zustand. - *Telma* **16**: 11-21; Hannover.
- SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Auflage; Stuttgart (Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Nägele u. Obermiller).
- TOLONEN, K., VASANDER, H., DAMMAN, A.W.H. & CLYMO, R.S. (1992): Rate of apparent and true carbon accumulation in boreal peatlands. - Proc. 9th Int. Peat Congress, Uppsala, Sweden, 22.-26. Juni 1992. Vol. 1, 319-333.
- TSCHIRSICH, C. (1994): Untersuchungen zur Quantifizierung von Denitrifikationsverlusten aus Niedermoorböden - Dargestellt am Beispiel eines sauren Niedermoorbodens Nordwest-Deutschlands. Dissertation Georg-August-Universität Göttingen. 175 S.
- UBA UMWELTBUNDESAMT (2006): Nationaler Inventarbericht zum deutschen Treibhausgasinventar 1990-2004. Climate Change 03/06. Umweltbundesamt, Dessau. 563 S.
- VAN DEN POL-VAN DASSELAAR, A., VAN BEUSICHEM, M.L & OENEMA, O. (1999): Effects of nitrogen input and grazing on methane fluxes of extensively and intensively managed grasslands in the Netherlands. - *Biol. Fertil. Soils* **29**: 24-30.
- VELTHOFF, G.L. & OENEMA, O. (1993): Nitrous oxide emission from grasslands on sand, clay and peat soil in the Netherlands. In: VAN HAM, J. et al. (Hrsg.) (1993). Non-CO₂ greenhouse gases, 439-444; Dordrecht (Kluwer Academic Publishers).
- VELTHOF, G.L., BRADER, A.B. & OENEMA, O. (1996): Seasonal variations in nitrous oxide losses from managed grasslands in the Netherlands. - *Plant Soil* **181**: 263-274.
- VON ARNOLD, K., NILSSON, M., HÅNELL, B., WESLIEN, P. & KLEMEDTSSON, L. (2005a): Fluxes of CO₂, CH₄ and N₂O from drained organic soils in deciduous forests. - *Soil Biology and Biogeochemistry* **37**: 1059-1071.
- VON ARNOLD, K., WESLIEN, P., NILSSON, M., SVENSSON, B.H. & KLEMEDTSSON, L. (2005b): Fluxes of CO₂, CH₄ and N₂O from drained coniferous forests on organic soils. - *Forest Ecology and Management* **210**: 239-254.
- WADDINGTON, J.M. & ROULET, N.T. (1997): Groundwater flow and dissolved carbon movement in a boreal peatland. - *Journal of Hydrology* **191**: 122-138.
- WEINZIERL, W. (1997): Niedermoore in Baden-Württemberg – Bilanzierung der CO₂-Emission am Beispiel des Donaurieds. - *Mitteil. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **85**: 1059–1062.

ZUREK, S. (1984a): Verteilung und Charakter europäischer Moore. - *Telma* **14**: 113-125; Hannover.

ZUREK, S. (1984b): Organic matter accumulation in European peatlands (on the basis of ¹⁴C data). Proc. 7th Int. Peat Congress, Dublin, Irland, 18.-23. Juni 1984. Vol. II, 68-87.

Anschrift des Verfassers:

Dr. H. Höper
Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie
L3.4 Boden-und Grundwassermonitoring
Friedrich-Missler Straße 46 - 50
D-28211 Bremen
E-Mail: heinrich.hoeper@lbeg.niedersachsen.de

Manuskript eingegangen am 29. August 2007

Tabellenanhang

Tab. 5: Kohlenstoffakkumulation in natürlichen Hochmooren der gemäßigten Klimazone
Carbon accumulation bog mires the temperate climate zone

Land/Region	n ^a	N ^b mm a ⁻¹	T ^c °C	Kohlenstoffakkumulation [kg C ha ⁻¹ a ⁻¹]			Autoren Torfakkumulation [mm a ⁻¹]
				Mittelwert	min	max	
Erhebungsuntersuchungen (LORCA)							
Großbritannien				-290	-350	-230	TOLONEN et al. (1992)
Niederlande; Bulte				-385	-460	-310	TOLONEN et al. (1992)
Niederlande; Schlenken				-120	-140	-100	TOLONEN et al. (1992)
Irland	12			-202	-355	-48	ZUREK (1984b) (0,12 – 0,71 mm a ⁻¹)
Mitteleuropa, Flachland	133			-275	-310	-240	ZUREK (1984a) (0,6 – 0,62 mm a ⁻¹)
Mitteleuropa, Gebirgsmoore	15			-274	-340	-208	ZUREK (1984a) (0,52 – 0,68 mm a ⁻¹)
Median^d (Unteres - Oberes Quartil)				-275 (-290 bis -202)			
Einzeluntersuchungen (NEE)							
Deckenmoor (Irland)		1430	10,4	-611	-660	-562	LAINE et al. (2006)
Gebirgshochmoor (Süddeutschland), Bulte und Schlenken	3	1483	8,3	-1220	-1570	-870	DRÖSLER (2005)
Gebirgshochmoor, (Süddeutschland), Sphagnen, Heidemoor	3	1483	8,3	-200	-540	140	DRÖSLER (2005)
Nord-Großbritannien, Mittelgebirge	2	~ 1500	~ 6,8	-1030	-1455	-605	CLYMO & REDDAWAY (1971)
Gebirgshochmoor (Frankreich)	1	1200	3	-310			FRANCEZ & VASANDER (1995)

^a Anzahl der untersuchten Standorte; ^b mittlerer Jahresniederschlag; ^c mittlere Jahrestemperatur; ^d Median der Minimal- und Maximalwerte (Wenn keine Minimal- oder Maximalwerte vorliegen, wird der Mittelwert verwendet.)

Tab. 6: Kohlenstoffakkumulation in natürlichen Niedermooren der gemäßigten Klimazone
Carbon accumulation in fen mires of the temperate climate zone

Land/Region	n ^a	N ^b mm a ⁻¹	T ^c °C	Kohlenstoff- akkumulation [kg C ha ⁻¹ a ⁻¹]			Autoren Torfakkumulation [mm a ⁻¹]
				Mittelwert	min	max	
Erhebungsuntersuchungen (LORCA)							
Großbritannien, Basistorfe 140 J. alt				-380	-480	-280	SUCCOW & JOOSTEN (2001)
Großbritannien, Basistorfe 2400 J. alt				-58	-85	-30	SUCCOW & JOOSTEN (2001)
Mitteleuropa, Flachland	42			-224	-260	-188	ZUREK (1984a) (0,47 – 0,52 mm a ⁻¹)
Mitteleuropa, Gebirgsmoore	19			-190	-215	-164	ZUREK (1984a) (0,41 – 0,43 mm a ⁻¹)
Median^d (Unteres - Oberes Quartil)				-224 (-302 bis -141)			

^a Anzahl der untersuchten Standorte; ^b mittlerer Jahresniederschlag; ^c mittlere Jahrestemperatur; ^d siehe Tabelle 5

Tab. 7: Austrag von gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) aus natürlichen Mooren
Export of dissolved organic carbon (DOC) from mires

Land/Region	n ^a	N ^b mm a ⁻¹	T ^c °C	Kohlenstoff- akkumulation [kg C ha ⁻¹ a ⁻¹]			Autoren Torfakkumulation [mm a ⁻¹]
				Mittelwert	min	max	
Erhebungsuntersuchungen (LORCA)							
Großbritannien, Basistorfe 140 J. alt				-380	-480	-280	SUCCOW & JOOSTEN (2001)
Großbritannien, Basistorfe 2400 J. alt				-58	-85	-30	SUCCOW & JOOSTEN (2001)
Mitteleuropa, Flachland	42			-224	-260	-188	ZUREK (1984a) (0,47 – 0,52 mm a ⁻¹)
Mitteleuropa, Gebirgsmoore	19			-190	-215	-164	ZUREK (1984a) (0,41 – 0,43 mm a ⁻¹)
Median^d (Unteres - Oberes Quartil)				-224 (-302 bis -141)			

^a Anzahl der untersuchten Standorte; ^b mittlerer Jahresniederschlag; ^c mittlere Jahrestemperatur; ^d siehe Tabelle 5

Tab. 8: Lachgasfluss natürlicher und wiedervernässter Mooren der gemäßigten Klimazone
Fluxes of nitrous oxide from natural and rewetted peatlands of the temperate climate zone

Land/Region	n ^a	N ^b mm a ⁻¹	T ^c °C	GW ^d [cm u. GOK]	Lachgasaustausch [kg N ₂ O-N ha ⁻¹ a ⁻¹]			Autoren
					Mittelwert	min	max	
Hochmoore								
Gebirgshochmoor (Süddeutschland), Bulte u. Schlenken	3	1483	8,3	0 bis 10	-0,01	-0,01	-0,02	DRÖSLER (2005)
Sphagnumrasen, Heidemoor	3	1483	8,3	6 bis 8	-0,01	-0,01	-0,02	
renaturiert	3	1483	8,3	- 44 bis 12	0,00	-0,01	0,02	
Median^e					-0,01			
Niedermoore								
Norddeutschland, Verlan- dungsmoor, wiedervernässt	1	698	8,7	- 5 bis - 10	-0,44	-0,72	-0,16	MEYER (1999) AUGUSTIN (2003)
Norddeutschland, Quellmoor	1	~ 550	~ 8		0,30			
Median^e					-0,07			

^a Anzahl der untersuchten Standorte; ^b mittlerer Jahresniederschlag; ^c mittlere Jahrestemperatur;

^d Grundwasserstand in cm unter Geländeoberkante (GOK) (negative Werte bedeutet GW über GOK), ^e siehe Tabelle 5

Tab. 9: Methanfluss natürlicher und wiedervernässter Mooren der gemäßigten Klimazone
Methane flux of natural and rewetted peatlands of the temperate climate zone

Land/Region	n ^a	N ^b mm a ⁻¹	T ^c °C	GW ^d [cm u. GOK]	Methanfluss [kg CH ₄ -C ha ⁻¹ a ⁻¹]			Autoren
					Mittelwert	min	max	
Natürliche Hochmoore								
Gebirgshochmoor (Frankreich)		1200	3		30			FRANCEZ & VASANDER (1995)
Gebirgshochmoor (Süddeutschland), Bulte und Schlenken	3	1483	8,3	0 bis 10	312	241	382	DRÖSLER (2005)
Gebirgshochmoor, (Süddeutschland), Sphagnen, Heidemoor	3	1483	8,3	6 bis 8	81	54	107	DRÖSLER (2005)
Nord-Großbritannien, Mittelgebirge	2	~ 1500	~6,8	0	25	10	40	CLYMO & REDDAWAY (1971)
Nord-USA (Minnesota), Süd- Kanada (Ontario)		~ 620	~2,8	> 10	7			BRIDGEHAM et al. (1995)
Nord-USA (Minnesota)	3	653	3,6	0 bis 10	193	44	181	n. HARRISS et al. (1985),
wiedervernässte Hochmoore								
Norddeutschland, wiedervernässt	1	750	8		175			PFEIFFER (1993)
Gebirgshochmoor, (Süddeutschland), renaturiert	3	1483	8,3	- 44 bis 12	43	15	71	DRÖSLER (2005)
Median^e (Unteres - Oberes Quartil)					62 (29 bis 180)			
Natürliche Niedermoore								
Nord-USA (Minnesota), Süd- Kanada (Ontario)		~ 620	~2,8	0 bis 10	8	3	17	BRIDGEHAM et al. (1995)
Nord-USA (Minnesota)	5	653	3,6	0 bis 10	390	4	618	n. HARRISS et al. (1985)
Norddeutschland, Quellmoor	1	~ 550	~ 8		179			AUGUSTIN (2003)
Norddeutschland, naturnah (Phalaris, Carex)	1	698	8,7	2 bis 62	2,8	2,4	3,2	MEYER (1999)
Norddeutschland, naturnah (Alnus)	1	698	8,7	18 bis 72	-0,19			MEYER (1999)
wiedervernässte Niedermoore								
Norddeutschland, Durchströmungsmoor, wiedervernässt	1	~ 550	~ 8	0 bis 10	521			AUGUSTIN (2003)
Norddeutschland, wiedervernässt	1	~ 550	~ 8	0 bis 10	293			AUGUSTIN & MERBACH (1996)
Norddeutschland, Verlandungsmoor, wiedervernässt	1	698	8,7	- 5 bis - 10	755	529	980	MEYER (1999)
Median^e (Unteres - Oberes Quartil)					236 (7 bis 423)			

^a Anzahl der untersuchten Standorte; ^b mittlerer Jahresniederschlag; ^c mittlere Jahrestemperatur;

^d Grundwasserstand in cm unter Geländeoberkante (GOK) (negative Werte bedeutet GW über GOK), ^e siehe Tab. 5

Tab. 10: Kohlendioxid-Freisetzung entwässerter Hochmoore der gemäßigten Klimazone und von Torfabbauflächen der borealen Klimazone
Carbon dioxide emissions of drained bogs of the temperate climate zone and peat excavation areas of the boreal climate zone

Landnutzung	Lage	Intensität	Wasserregime / GW-Stand [cm u. GOK]	Methode ^a	CO ₂ -Freisetzung [kg C ha ⁻¹ a ⁻¹] Mittelwert min max	Autoren Zahlenangaben für Höhen-verlust [cm a ⁻¹] bei Methode A
Ackerland	Norddeutschland	gedüngt u. gekalkt	entwässert	A	4.400	EGGELSMANN & BARTELS (1975), HÖPER & BLANKENBURG (2000); 1,0
Wald: Eiche, Birke, Erle, Fichte	Norddeutschland	ungedüngt	entwässert, 50 cm tiefe Dränggräben	A	1.300	n. SCHÄFER (1996); 0,5
Grünland	Norddeutschland	gedüngt u. gekalkt	entwässert	A	4.400	KUNTZE (1992); 1,0
Grünland	Südschweden		entwässert	B	3.500	HILLEBRAND (1993)
Mittelwert (Grünland)					3.950	
Brache, Heidemoor	Süddeutschland	ungedüngt, Torfstich	entwässert (seit 50 a), 29 ± 54	C	4.400 3.700 5.100	DRÖSLER (2005)
Grünland	Russland	Torfstich	entwässert	C	5.500	KRESHTAPOVA & MASLOV (2004)
Brache	Süddeutschland	ungedüngt	entwässert (seit 50 a)	C	2.450 2.000 2.900	DRÖSLER (2005)
Torfabbauflächen	Schweden (boreal)				2.730 1.920 5.760	HOLMGREN et al. (2006)
Torfabbauflächen	Finnland (boreal)				3.840	zit. n. HOLMGREN et al. (2006)
Median ^b (Brachen, Torfabbauflächen) (Unteres - Oberes Quartil)					3.770 (2.900 bis 5.200)	

^a Methoden: A.) berechnet aus: Höhenverlust in cm Jahr⁻¹, Lagerungsdichte 100 kg m⁻³ (bei Forst 150), C-Gehalt: 55 %, Anteil der Torfmineralisation an den Höhenverlusten: 80 % (bei Forst 30 %); B.) Messung der CO₂-Freisetzung aus vegetationsfreien Parzellen oder Lysimetern; C.) Messung der CO₂-Freisetzung an bewachsenen Messplätzen und Berechnung des Netto-Ökosystemausbaus für CO₂ (vgl. DRÖSLER 2005), ^b siehe Tabelle 5

Tab. 11: Kohlendioxid-Freisetzung entwässerter Niedermoore der gemäßigten Klimazone
Carbon dioxide emissions of drained fens of the temperate climate zone

Lage	Intensität	GW-Stand [cm u. GOK]	Methode ^a	CO ₂ -Freisetzung [kg C ha ⁻¹ a ⁻¹] Mittelwert min max	Autoren Zahlenangaben für Höhenverlust [cm a ⁻¹] bei Methode A
Ackerland					
Polen	gedüngt Kalkniedermoor, gedüngt	70 - 90	A	11.200	OKRUSZKO (1989), HÖPER (2002); 1,7
Norddeutschland		80 - 180	A	13.550	EGGELSMANN & BARTELS (1975), HÖPER (2002); 1,6 - 2,5
Süddeutschland	gedüngt	entwässert	A	8.250	SCHUCH (1977), HÖPER (2002); 1 - 1,5
Südschweden	Getreide	entwässert	A	9.900	KASIMIR-KLEMEDTSSON et al. (1997); 1 - 2
Südschweden	Hackfrüchte	entwässert	A	16.500	KASIMIR-KLEMEDTSSON et al. (1997); 2 - 3
Median ^b (Unteres - Oberes Quartil)				11.200 (9.900 bis 13.200)	
Grünland					
Norddeutschland	Lysimeter, ungedüngt	90 - 120	B	5.200	MUNDEL (1976)
Polen	gedüngt	50 - 70	A	8.600	OKRUSZKO (1989), HÖPER (2002); 1,3
Polen			A	3.800	CZAPLAK & DEMBEK (2000); 0,4 - 0,74
Norddeutschland	gedüngt	entwässert	A	6.600	LORENZ et al. (1992); 1
Süddeutschland	gedüngt	100 - 200 (Sommer)	A	4.600	WEINZIERL (1997), HÖPER (2002); 0,7
Niederlande	gedüngt	70 - 100	A	4.200	SCHOTHORST (1976), HÖPER (2002); 0,6 - 0,7
Niederlande		entwässert	A	8.250	KASIMIR-KLEMEDTSSON et al. (1997); 0,5 - 2
Südschweden	Weide	entwässert	A	3.300	KASIMIR-KLEMEDTSSON et al. (1997); 0,5
Südschweden	Wiese	entwässert	A	6.600	KASIMIR-KLEMEDTSSON et al. (1997); 1
Median ^b (Unteres - Oberes Quartil)				4.600 (3.700 bis 6.600)	
Extensivgrünland					
Norddeutschland	Lysimeter, ungedüngt	30	B	3.400	MUNDEL (1976)
Norddeutschland	Lysimeter, ungedüngt	60	B	4.800	MUNDEL (1976)
Norddeutschland	vermässt, ungedüngt	10 - 40 (Winter), 50 (Sommer)	B	4.300	MEYER (1999)
Norddeutschland	ungedüngt	30 - 50 (Winter), 60 (Sommer)	B	4.100	MEYER (1999)
Median ^b (Unteres - Oberes Quartil)				4.000 (3.850 bis 4.450)	

^aMethoden: A.) berechnet wie in Tab. 10 jedoch mit Lagerungsdichte 150 kg m⁻³; B.) und C.) wie in Tab. 10; ^b siehe Tabelle 5

Tab. 12: Methanfluss entwässerter Hoch- und Niedermoore der gemäßigten Klimazone
Methane flux on drained bog and fen peatlands of the temperate climate zone

Lage / Landnutzung	Intensität	GW-Stand	Methanaustausch		Autoren	
			Mittelwert	min max		
degeneriertes Hochmoor (schwach entwässert, Brache, Heidenmoor)						
Süddeutschland	ungedüngt, Torfstich	20 - 29	0,6	0,3	0,8	DRÖSLER (2005)
Süddeutschland	ungedüngt	12 - 17	14,5	9,0	20,0	DRÖSLER (2005)
Median^a (Unteres - Oberes Quartil)						
Acker oder Wald auf Niedermoor						
Süddeutschland,, Acker	Kartoffel/Roggen /Mais	71 - 88	-0,2	-0,2		FLESSA et al. (1998)
Norddeutschland, Wald	Erlen	ca. 60	-0,1	-1,4	1,3	AUGUSTIN (2003)
Median^a (Unteres - Oberes Quartil)						
Grünland auf Niedermoor						
Niederlande	gedüngt	30	0,0	-0,2	0,1	LANGVELD et al. (1997)
Niederlande	gedüngt	50	-0,2			LANGVELD et al. (1997)
Niederlande			-0,5	-0,1	-0,8	VAN DEN POL-VAN DASSELAAAR et al. (1999)
Süddeutschland	Wiese		-0,7	-0,8	-0,6	FLESSA et al. (1998)
Norddeutschland	ungedüngt	30 - 50 (Winter), 60 (Sommer)	-0,7	-0,3	-1,1	MEYER (1999)
Norddeutschland	ungedüngt	10 - 40 (Winter), 50 (Sommer)	-0,3	-0,9	0,2	MEYER (1999)
Norddeutschland	ungedüngt und gedüngt		-0,5	-0,6	-0,3	AUGUSTIN (2003)
Median^a (Unteres - Oberes Quartil)						
-0,3 (-0,8 bis -0,2)						

^a siehe Tabelle 5

Tab. 13: Lachgasfluss degenerierter oder ackerbaulich und forstlich genutzter Hoch- und Niedermoore der gemäßigten und borealen Klimazonen
Nitrous oxide flux of drained fallow, forest and arable bogs and fens of the temperate and boreal climate zones

Lage	Intensität, Kultur	N-Düngung kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	GW-Stand cm u. GOK	Lachgasaustausch kg ha ⁻¹ a ⁻¹		Autoren
				Mittelwert	min max	
degeneriertes Hochmoor (schwach entwässert, Brache, Heidemoor)						
Süddeutschland	Torfstich	0	20 - 29	0,001	0,0005 - 0,002	DROSLER (2005)
Süddeutschland	ungedüngt	0	12 - 17	0	0 - 0	DROSLER (2005)
Median^a (Unteres - Oberes Quartil)					0	
Forst auf Hochmoor						
Finnland			15 - 40	0,02	0,02	MARTIKAINEN et al. (1995)
Schweden	Fichte	0	5 - 55	0,43	0,25	von ARNOLD et al. (2005b)
Schweden	Kiefer	0	10 - 45	0,22	0,19	von ARNOLD et al. (2005a)
Median^a (Unteres - Oberes Quartil)					0,2 (0,1 bis 0,3)	
Forst auf Niedermoor						
Finnland	extensiv	0	10 - 60	1,5	0,5	MARTIKAINEN et al. (1993)
Norddeutschland	Erl		ca. 60	26,9		AUGUSTIN (2003)
Norddeutschland	Erl	0	18 - 72	1,0	0	MEYER (1999)
Schweden	Erl	0	5 - 45	5,4	3,8	von ARNOLD et al. (2005a)
Schweden	Birke	0	5 - 50	1,3	7,0	von ARNOLD et al. (2005a)
Median^a (Unteres - Oberes Quartil)					2,0 (1,4 bis 5,4)	
Ackerland auf Niedermoor						
Süddeutschland	Roggen	0	71	56,4		FLESSA et al. (1998)
Süddeutschland	Mais	275	88	15,6		FLESSA et al. (1998)
Finnland	Feldgras	80	20 - 117	8,6	7,8	NYKÄNEN et al. (1995)
Finnland	Gerste	54 - 60	30 - 200	8,4	8,3	MALLANEN et al. (2003)
Finnland	Feldgras	100	30 - 200	11,0		MALLANEN et al. (2003)
Finnland	Gerste	100	entwässert	8,4	5,4	MALLANEN et al. (2004)
Finnland	Feldgras	10 t Mist	entwässert	2,8	1,7	MALLANEN et al. (2004)
Südfinnland	Gerste	60	entwässert	15,2	6,2	REGINA et al. (2004)
Südfinnland	Feldgras	120 - 150	entwässert	7,5	5,0	REGINA et al. (2004)
Südfinnland	Kartoffeln	100	entwässert	10,4		REGINA et al. (2004)
Nordfinnland	Gerste	60	entwässert	13,1	7,3	REGINA et al. (2004)
Nordfinnland	Feldgras	160 - 200	entwässert	4,0	2,6	REGINA et al. (2004)
Median^a (Unteres - Oberes Quartil)					8,4 (5,4 bis 11,1)	

^a siehe Tabelle 5

Tab. 14: Lachgasfluss von Grünland auf Niedermooren der gemäßigten Klimazone
Nitrous oxide flux from grassland on bog peatland of the temperate climate zone

Lage	Intensität, Kultur	N-Düngung kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	GW-Stand cm u. GOK	Lachgasaustausch kg ha ⁻¹ a ⁻¹		Autoren
				Mittelwert	min max	
Grünland auf Niedermoor, ungedüngt						
Süddeutschland	Wiese	0	46	19,8		FLESSA et al. (1998)
Norddeutschland	Wiese	0	30 - 50 (Winter), 60 (Sommer)	5,1	5,0 5,1	MEYER (1999)
Norddeutschland	Wiese	0	10 - 40 (Winter), 50 (Sommer)	6,4	5,8 7,0	MEYER (1999)
Norddeutschland	Wiese	0	entwässert	2,0	1,0 3,0	AUGUSTIN (2003)
USA				9,4	5,7 13,1	GOODROAD & KEENEY (1984)
				5,7 (5,0 bis 7,0)		
Grünland auf Niedermoor, gedüngt						
Norddeutschland			30 - 70	15,5	15,0 16,0	TSCHIRSICH (1994)
Niederlande	Weide		55	19,2	10,7 27,7	VELTHOF & OENEMA (1993)
Süddeutschland	Wiese	96	76	4,2		FLESSA et al. (1998)
Niederlande	Wiese	160-270	41	7,8	2,2 13,3	VELTHOF & OENEMA (1983)
Norddeutschland		60 - 120		5,35	5,1 5,4	AUGUSTIN (2003)
Niederlande	Weide	161 - 464	30	14,6		VELTHOF et al. (1996)
Niederlande	Weide	161 - 464	50	38,8		VELTHOF et al. (1996)
Niederlande	Wiese	161 - 464	30	8,9		VELTHOF et al. (1996)
Niederlande	Wiese	161 - 464	50	17,8		VELTHOF et al. (1996)
Norddeutschland		480		17,2		AUGUSTIN (2003)
				14,0 (6,3 bis 16,9)		

^a siehe Tabelle 5

Tab. 15: Freisetzung von Kohlendioxid bei der Torfgewinnung und Torfnutzung
Carbon dioxide emission at peat excavation and peat use

Teilprozess	Kohlendioxidfreisetzung kg C m ⁻³			Autoren
	Mittelwert	min	max	
1. Torflagerung	0,7	0,3	1,0	KIRKINEN et al. (2007) ^a
2. Maschinen	0,5 0,5	0,2	0,7	KIRKINEN et al. (2007) ^a HOLMGREN et al. (2006) ^a
3. Torfnutzung	48,9	48,6	49,1	KIRKINEN et al. (2007) ^a
- Torfverbrennung	48,5			HOLMGREN et al. (2006) ^a
- gärtnerische Torfnutzung	50,0			eigene Berechnung ^b
Summe (1.+2.+3.)	50,3			

^a Umgerechnet mit einem Energiegehalt der Torfe von 1692 MJ m⁻³ (KIRKINEN et al. 2007); ^b berechnet mit einer Dichte der Torfe von 100g/l und einem C-Gehalt von 50%

Tab. 16: Freisetzung von Methan bei der Torfgewinnung und Torfnutzung
Methane emission at peat excavation and peat use

Teilprozess	Methanfreisetzung kg C m ⁻³			Autoren
	Mittelwert	min	max	
1. Torflagerung	0			KIRKINEN et al. (2007) ^a
2. Maschinen	0,001			HOLMGREN et al. (2006)
3. Torfnutzung	0,011	0,008	0,013	KIRKINEN et al. (2007)
- Torfverbrennung	0,006	0,000	0,000	HOLMGREN et al. (2006)
- gärtnerische Torfnutzung		keine Informationen		
Brenntorf: Summe (1.+2.+3.)	0,009			
gärtnerische Torfe: Summe 1.+2.	0,001			

^a Umgerechnet von g MJ⁻¹ in kg m⁻³ mit einem Energiegehalt der Torfe von 1692 MJ m⁻³

Tab. 17: Freisetzung von Lachgas bei der Torfgewinnung und Torfnutzung
Nitrous oxide emission at peat excavation and peat use

	Lachgasfreisetzung kg N m ⁻³			Autoren
	Mittelwert	min	max	
1. Torflagerung	0			KIRKINEN et al. (2007) ^a
2. Maschinen	0			HOLMGREN et al. (2006) ^a
3. Torfnutzung	0,014	0,003	0,024	KIRKINEN et al. (2007)
- Torfverbrennung	0,001			HOLMGREN et al. (2006)
- gärtnerische Torfnutzung		keine Informationen		
Brenntorf: Summe 1.+2.+3.	0,007			
gärtnerische Torfe: Summe 1.+2.	0			

^a Umgerechnet mit einem Energiegehalt der Torfe von 1692 MJ m⁻³

Tab. 18: Hochmoorfläche (km²) a in den Bundesländern und Aufteilung nach Nutzung

Bundesland	naturnah/ Schwinggras	degeneriert	Grünland	Ackerland	Forst	Abtorfung	Gesamt- fläche	Autoren
Schleswig-Holstein/Hamburg	12	28	195	4	10	0	250	1
Niedersachsen/Bremen	122	417	1367	62	120	260	2.348	2
Mecklenburg-Vorpommern	0,5	4	26			0	30	1, 3
Sachsen-Anhalt								
Brandenburg/Berlin	0,5	3	21			0	25	1, 4
Nordrhein-Westfalen	2	8	26	1	2	0	40	1, 5
Hessen	0,5					0	0,5	1
Thüringen								
Sachsen		1	9				10	1, 4
Rheinland-Pfalz	1	2	7	0	1	0	10	1, 5
Saarland								
Baden-Württemberg	3	10	33	1	3	0	50	1, 5
Bayern	118	152	49		123	9	450	1, 6
Deutschland	259	625	1.733	69	258	269	3.214	

^a Die fett markierten Zahlen wurden Literaturangaben entnommen, die anderen wurden geschätzt, ^b schwach entwässert, Brache, Heidemoor (Autoren: 1: GROSSE-BRAUCKMANN 1997, 2: NIEDERSÄCHSISCHES UMWELTMINISTERIUM 1997 zit nach RHEIN 1997, Aufteilung zwischen „Forst“ und „Acker“ nach HÖPER & BLANKENBURG 2000, 3: LENSCHOW 2001, 4: analog zu Mecklenburg-Vorpommern, 5: analog zu Niedersachsen/Bremen, ohne „Abtorfung“ und 6: SCHUCH et al. (1986), Mittelwerte der angegebenen Schwankungsbereiche, „naturnah“ nach GROSSE-BRAUCKMANN (1997); Werte für die einzelnen Nutzungen mit 0,98 gewichtet, um Gesamtsumme (450) zu erreichen)

Tab. 19: Niedermoorfläche (km²) a in den Bundesländern und Aufteilung nach Nutzung

Fläche [km ²] ^a	natur- nah	extensiv/ ungenutzt	Landwirt- schaft	davon: Grünland	davon: Acker	Forst	Sonstige	Gesamt- fläche	Autoren ^b
Schleswig-Holstein/Hamburg	37		1.213	945	267			1.250	1, 2
Niedersachsen/Bremen	80	190	1.361	1.061	300	220		1.851	3
Mecklenburg- Vorpommern	80	354	1.838	1.516	322	594	33	2.899	4, 5
Sachsen-Anhalt		84	357	294	63	141		582	1, 6, 7
Brandenburg/Berlin	61	208	1.579	1.303	276	350		2.198	1, 6, 7, 8
Nordrhein-Westfalen	16	37	265	206	58	43		360	1, 9
Hessen	1	3	19	15	4	3		25,5	1, 9
Thüringen	0	1	5	4	1	2	0	8	1, 10
Sachsen	2	9	44	37	8	14	1	70	1, 10
Rheinland-Pfalz	0	1	8	6	2	1		11	1, 9
Saarland	0	1	7	5	1	1		9	1, 9
Baden-Württemberg	16	38	272	212	60	44		370	1, 9
Bayern	101	58	526	410	116	115		800	11, 12
Deutschland	396	982		6.015	1.478	1.528	34	10.434	

^a Die fett markierten Zahlen wurden Literaturangaben entnommen, die anderen Zahlen wurden wie in Klammern aufgeführt geschätzt. Aufgrund der Rundung können bei den Summen Abweichungen von 1 km² auftreten ^b (1: GROSSE-BRAUCKMANN 1997, 2: Aufteilung zwischen „Grünland“ und „Acker“ analog zu Niedersachsen/Bremen, 3: BLANKENBURG et al. 2000, 4: SUCCOW & JOOSTEN 2001, 5: Landnutzung nach LENSCHOW 2001, 6: Aufteilung zwischen „Grünland“ und „Acker“ analog zu Mecklenburg-Vorpommern, Aufteilung zwischen „extensiv“ und „Forst“ nach LENSCHOW 2001, 8: Anteil „naturnah“ analog zu Mecklenburg-Vorpommern, Flächensumme von „extensiv“ und „Forst“ von 600 auf 558 km² verringert, 9: Nutzung analog zu Niedersachsen/Bremen, 10: Nutzung analog zu Mecklenburg-Vorpommern, 11: Niedermoorfläche nach SCHUCH et al. 1986, 12: Landnutzung für 239,17 km² (alpennaher südbayrischer Raum) nach SCHUCH et al. (1986), Rest (560,83 km²) analog zu Niedersachsen/Bremen)